Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec): données acquises au cours de la période 1978-83

C. Gobeil et D. Cossa

Centre Champlain des Sciences de la Mer
Ministère des Pêches et des Océans
B.P. 15500, 901 Cap Diamant
Québec (Québec) G1K 7Y7

Décembre 1984

Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques
No 53

85-1781/

Rapport technique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Le sujet est généralement lié aux programmes et intérêts du service des Sciences et levés océaniques (SLO) du ministère des Pêches et des Océans.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annuel des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Les établissements des Sciences et levés océaniques dans les régions et à l'administration centrale ont cessé de publier leurs diverses séries de rapports en décembre 1981. Une liste complète de ces publications figure dans le volume 39, Index des publications 1982 du *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. La série actuelle a commencé avec la publication du rapport numéro 1 en janvier 1982.

Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. The subject matter is related generally to programs and interests of the Ocean Science and Surveys (OSS) sector of the Department of Fisheries and Oceans.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out of stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Regional and headquarters establishments of Ocean Science and Surveys ceased publication of their various report series as of December 1981. A complete listing of these publications is published in the *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Volume 39: Index to Publications 1982. The current series, which begins with report number 1, was initiated in January 1982.

Rapport technique canadien sur
l'hydrographie et les sciences océaniques
No 53

Décembre 1984

Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec): données acquises au cours de la période 1978-83

par

C. Gobeil et D. Cossa

Centre Champlain des Sciences de la Mer
Ministère des Pêches et des Océans
B.P. 15 500, 901 Cap Diamant
Québec (Québec) G1K 7Y7

PRÉFACE

Ce rapport constitue le troisième volet d'une étude sur l'évolution récente de la contamination par le mercure dans le fjord du Saguenay. Deux autres rapports ont déjà été publiés: l'un portait sur la crevette (Cossa et Desjardins, 1984), l'autre sur les eaux (Gobeil et al., 1984). Une partie de cette étude a été accomplie dans le cadre de deux contrats. L'un fut accordé à C. Gobeil (FP715-2-1885), l'autre à l'INRS-Océanologie (OSD78-00028) par le ministère des Pêches et des Océans du Canada.

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1984
No de catalogue Fs 97-18/53 S ISSN 0711-6772.

Ce rapport devra être cité comme suit:

Gobeil, C. et D. Cossa. 1984. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec): données acquises au cours de la période 1978-83. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. No 53: vi + 23 p.

TABLE DES MATIÈRES

Page

LISTE DES FIGURES iv

RÉSUMÉ v

ABSTRACT v

INTRODUCTION 1

MÉTHODES 1

- Prélèvements des sédiments 1
- Échantillonnage des carottes 1
- Extraction des eaux interstitielles 2
- Analyses chimiques 2

RÉSULTATS ET DISCUSSION 2

- État de la contamination des sédiments (1978-83) 2
- Teneurs en mercure dans les eaux interstitielles 4

CONCLUSION 5

REMERCIEMENTS 5

RÉFÉRENCES 5

APPENDICE: Résultats analytiques 17

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1. Emplacement des stations de prélèvement 7

Figure 2. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments à la station 7B (carottes 01 et 02) en 1983 8

Figure 3. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 7B (carotte 03) et 6 en 1983 9

Figure 4. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 5C et 5 en 1983 10

Figure 5. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 8 et 7M respectivement en 1983 et 1982 11

Figure 6. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments à la station 7I (carottes 01 et 02) en 1982 12

Figure 7. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 7 et 5A en 1978 13

Figure 8. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments à la station 8 en 1978 14

Figure 9. Profils des teneurs en mercure dans les eaux interstitielles à la station 7B (carottes 01 et 02) en 1983 15

Figure 10. Profils des teneurs en mercure dans les eaux interstitielles aux stations 7B (carotte 03) et 5 en 1983 16

RÉSUMÉ

Gobeil, C. et D. Cossa. 1984. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec): données acquises au cours de la période 1978-83. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. No 53: vi + 23 p.

Des carottes de sédiments ont été prélevées dans le fjord du Saguenay subséquemment à la fermeture de l'usine de chlore-alcali responsable de la majeure partie de la contamination par le mercure dans cet environnement. Les carottes ont été sous-échantillonnées à différents niveaux en fonction de la profondeur et les concentrations en mercure des sédiments et, pour certaines d'entre-elles, de leur eaux interstitielles ont été mesurées.

L'allure générale de la distribution verticale des teneurs en mercure dans les sédiments met en évidence la présence des concentrations maximales sous la surface (7-15 cm) ce qui corrobore des observations antérieures. En 1983, plus de 7 ans après la fermeture de l'usine polluante, les teneurs dans les sédiments superficiels (0-1 cm) variaient suivant le site de prélèvement entre 0,20 et 0,84 $\mu g.g^{-1}$ et étaient de 4 à 17 fois supérieures à la concentration naturelle trouvée à 20-30 cm de profondeur. Les dosages effectués dans les eaux interstitielles indiquent l'enrichissement en mercure de ces dernières par rapport aux eaux sus-jacentes. La remobilisation du mercure dans ces eaux s'effectue dans la zone anoxyque des sédiments sous la couche oxydante de surface. Compte tenu du gradient de concentration mesurée à l'interface eau-sédiment, un flux diffusif de mercure vers la colonne d'eau d'au plus 6×10^{-7} $ng.cm^{-2}.sec^{-1}$ peut être calculé. Une augmentation de la concentration des eaux de fond de 0,5 $ng.L^{-1}$ serait attribuable à un tel flux.

Mots-clés: mercure, sédiment, eau interstitielle, pollution, fjord du Saguenay.

ABSTRACT

Gobeil, C. et D. Cossa. 1984. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments et les eaux interstitielles du fjord du Saguenay (Québec): données acquises au cours de la période 1978-83. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. No 53: vi + 23 p.

Sediment cores have been collected in the Saguenay fjord after the shut-down of the chlor-alkali plant mainly responsible for the mercury contamination in this environment. Subsamples of each core were taken by sectioning at different depth intervals and mercury concentrations were determined. Interstitial waters were also obtained for several cores by centrifuging and analyzed for mercury.

The general pattern of the mercury distribution in the sediments is a subsurface (7-15 cm) maximum, which is in good agreement with previous studies. In 1983, 7 years after the shut down of the chlor-alkali plant, mercury concentration in the superficial sediments (0-1 cm) varied between 0,20 and 0,84 $\mu g.g^{-1}$ depending on the sampling stations and was 4 to 17 times higher than the natural level at a core depth of 20-30 cm. Analyses of the interstitial waters indicate an enrichment of mercury relative to the overlying seawater. Mercury mobilization occurs in the anoxic zone of the sediments just below the oxidizing superficial layer. Based on the concentration gradient at the sediment-water interface, a maximum diffusive flux of 6×10^{-7} $ng.cm^{-2}.sec^{-1}$ to the overlying water can be estimated. An increase in the concentration of 0,5 $ng.L^{-1}$ in the bottom waters could be attributable to this flux.

Key-words: mercury, sediment, interstitial water, pollution, Saguenay Fjord.

INTRODUCTION

Principalement en raison du fonctionnement d'une usine de fabrication de chlore et de soude entre 1947 et 1976, le fjord du Saguenay, au Québec, a été fortement contaminé par le mercure (Loring et Bewers, 1978). Cependant, peu après 1971 où des mesures furent prises pour contrôler les pertes en mercure de cette usine, le taux d'accumulation de ce métal dans les sédiments du Fjord commençait déjà à diminuer indiquant un début de résorption de la contamination (Smith et Loring, 1981; Barbeau et al., 1981). Parallèlement à la réduction des rejets survenue en 1971 et leur arrêt lors de la fermeture de l'usine polluante en 1976, les teneurs en mercure dans les crevettes et les eaux du Fjord ont aussi diminué de façon significative. En 1983, les teneurs en mercure dans les crevettes étaient 20 fois inférieures à celles mesurées en 1970 (Cossa et Desjardins, 1984) et les concentrations dans les eaux étaient pour leur part devenues comparables à celles des eaux océaniques reflétant ainsi un niveau naturel (Gobeil et al., 1984). Ces observations tendent à indiquer que les sédiments contaminés du Fjord, où sont enfouies quelques 60 tonnes de mercure anthropogénique (Loring et Bewers, 1978), ne constituent pas vis-à-vis des eaux sus-jacentes une source importante de mercure contrairement à ce qui a été constaté dans d'autres milieux (Bothner et al., 1980; Kudo et al., 1975).

Dans le but de vérifier cette hypothèse, nous mettons à profit dans la présente étude des données de concentration en mercure dans les eaux interstitielles des sédiments du fjord du Saguenay. L'évolution récente et l'état actuel de la contamination de ces sédiments sont également discutés.

MÉTHODES

Prélèvements des sédiments

Les sédiments du Fjord ont été échantillonnés dans le bassin intérieur et dans la baie des Hal Hal (Fig. 1), au moyen d'un carottier à boîte (Ocean Instruments). Dans cette étude sont présentés les résultats d'analyse des carottes prélevées aux stations 5A, 7 et 8 en 1978, 7I et 7M en 1982 et 5, 5C, 6, 7B et 8 en 1983. Afin d'évaluer la variabilité dans le périmètre restreint d'une même station d'échantillonnage, 2 carottes ont été prélevées à la station 7I en 1982. De même, 3 carottes furent prélevées à la station 7B en 1983. En 1983, les eaux interstitielles ont été extraites des sédiments des carottes obtenues aux stations 5 et 7B.

Echantillonnage des carottes

Après leur prélèvement, les carottes étaient immédiatement sous-échantillonnées à bord du navire. En 1978 et 1982, les premiers centimètres des carottes à partir de la surface étaient d'abord sous-échantillonnés d'une manière continue en fonction de la profondeur avec une spatule en polyéthylène. Ensuite, plus en profondeur, des sous-échantillons étaient recueillis à des intervalles espacés d'environ 3 ou 4 cm. Ces sous-échantillons étaient stockés dans des contenants en verre ou en polystyrène préalablement lavés avec une solution de HCl (10% v/v) puis séchés à l'étuve. Lors de la campagne de 1983, toutes les carottes furent par contre sous-échantillonnées en continu en fonction de la profondeur. En plus des sous-échantillons conservés pour les analyses de mercure, d'autres aliquotes furent gardées dans de petits contenants pré-pesés dans le but de déterminer la teneur en eau des sédiments.

Extraction des eaux interstitielles

Pour extraire les eaux interstitielles, les sous-échantillons de sédiments ont été placés dans des tubes à centrifugation en verre traités selon la méthode décrite plus bas et centrifugés à 2500 tours par minute pendant une demi-heure. Les eaux interstitielles étaient ensuite filtrées sur des membranes en fibre de verre (préalablement chauffées à 450°C) à l'aide de petites seringues en polyéthylène lavées à l'acide (HCl 5% v/v). Soulignons que les centrifugations de même que les analyses de mercure dans les eaux interstitielles ont été faites à bord du navire. Pour leur part, les sous-échantillons de sédiments furent gardés au congélateur et analysés ultérieurement au laboratoire.

Analyses chimiques

Les dosages de mercure dans les eaux interstitielles ont été faits selon la méthode de Szakacs et al (1980). Dans une étude précédente portant sur le niveau des teneurs en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Gobeil et al., 1984), nous avons déjà décrit les détails concernant cette méthode. Les volumes des sous-échantillons d'eau interstitielle recueillis pour la présente étude étant restreints (environ 20 mL), la limite de détection exprimée en $ng.L^{-1}$ de la méthode est supérieure à celle que nous donnions dans le cas de l'analyse des eaux du Fjord. Lorsque 20 mL d'eau interstitielle sont analysés, cette limite (2 fois le bruit de fond de l'enregistreur) est évaluée à 13 $ng.L^{-1}$. Notons qu'à plusieurs occasions, les sous-échantillons recueillis à des niveaux de profondeur successifs ont du être rassemblés afin d'obtenir un volume total minimal de 20 mL.

Le dosage du mercure dans la phase solide a été effectué de la façon suivante. Les sédiments sont d'abord séchés à l'étuve pendant 72 heures à 50°C. Puis, dans un ballon de verre pyrex de 125 mL, un échantillon d'environ 0,2 g de sédiment est pesé avec précision et chauffé pendant 2 heures à 55°C en présence de 1 mL de HCl et de 8 mL d'un mélange à part égale de HNO_3 et de H_2SO_4. Après refroidissement, 16 mL d'une solution de $KMnO_4$ (6% p/v) et 5 mL d'une solution de $K_2S_2O_8$ (5% p/v) sont ajoutés. Le ballon est laissé ainsi à la température de la pièce pendant 12 heures. L'addition d'un volume d'environ 10 mL d'une solution de NH_2OH,HCl (3% p/v) et de NaCl (3% p/v) est ensuite nécessaire pour faire disparaître le précipité d'oxyde de manganèse. Finalement, le mercure est réduit suite à l'ajout de 25 mL d'un mélange de $SnSO_4$ (8,5% p/v) et de NH_2OH,HCl (8,5% p/v) préparé en présence de H_2SO_4 (25% v/v) et mesuré par spectrophotométrie d'absorption atomique sous forme de vapeur selon la méthode initialement décrite par Hatch et Ott (1968). La limite de détection de la méthode lorsque 0,2 g de sédiment est analysée est de 0,01 $\mu g.g^{-1}$. La reproductibilité des analyses est caractérisée par un coefficient de variation de 3% à 0,60 $\mu g.g^{-1}$.

Enfin, soulignons que tout le matériel en verre utilisé pour les analyses et les centrifugations a au préalable été traité afin d'éviter qu'il ne contamine les échantillons. Il fut d'abord immergé dans une solution de $KMnO_4$ (0,1% p/v), $K_2S_2O_8$ (0,1% p/v) et de H_2SO_4 (1% v/v) et chauffé à 80°C pendant 3 heures. Après refroidissement, quelques mL d'une solution de NH_2OH,HCl (12% p/v) sont ajoutés au mélange, puis le matériel est rincé abondamment à l'eau du robinet.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Etat de la contamination des sédiments (1978-83)

Les variations en fonction de la profondeur des concentrations en mercure dans

les sédiments sont illustrées sur les figures 2 à 8. Dans toutes les carottes étudiées, elles sont caractérisées par une augmentation des concentrations dans les premiers cm sous la surface qui atteignent une valeur maximale entre 7 et 15 cm, suivie d'une diminution progressive jusque vers 20-30 cm. A partir de ces profondeurs, les teneurs fluctuent autour de 0,05 µg de mercure par g de sédiment sec et sont similaires aux concentrations moyennes des sols continentaux (Bowen, 1966) et de la croûte terrestre (Taylor, 1964). Par contre, de 0 à 20-30 cm de profondeur, les teneurs mesurées excèdent plusieurs fois ce niveau de base. Les concentrations maximales atteintes dans chacune des carottes se situent entre 1,4 et 3,2 $\mu g.g^{-1}$.

Les résultats susmentionnés confirment donc ceux de Loring (1975), Loring et Bowers (1978), Smith et Loring (1981) et Barbeau et al. (1981), lesquels mettent en évidence le haut niveau de contamination en mercure des sédiments du fjord du Saguenay. De l'avis unanime de ces auteurs, cette contamination est intimement liée à l'opération pendant la période 1947-76 de l'usine de chlore-alcali d'Arvida. Dans leurs études respectives, Smith et Loring (1981) et Barbeau et al. (1981) concluent que l'allure des profils des teneurs en mercure dans les sédiments reflète les variations dans le temps de la production de cette usine qui a atteint un sommet au cours des années '60. Selon les mêmes auteurs, depuis que des mesures ont été prises en 1971 pour limiter la pollution industrielle par le mercure associée à la production de chlore et de soude au Canada, le taux d'accumulation en mercure dans les sédiments du Fjord a diminué de façon significative.

D'après les présents résultats, il ressort cependant que 12 années après l'imposition des mesures visant la réduction des rejets en mercure dans le Fjord et plus de 7 années après leur arrêt définitif, le niveau des teneurs en mercure dans les sédiments superficiels était, en 1983, encore nettement supérieur à celui des concentrations naturelles. En effet, dans les sédiments de surface (0-1 cm) des carottes prélevées en 1983 les teneurs mesurées varient entre 0,20 et 0,84 $\mu g.g^{-1}$ (voir l'appendice) et sont de 4 à 17 fois supérieures à celles trouvées en profondeur. Compte tenu de la valeur du taux de sédimentation donnée par Smith et Walton (1980) qui varie entre 0,1 et 0,5 $cm.an^{-1}$ dans le bassin intérieur, ces concentrations élevées en mercure en surface résultent de la persistance après la fermeture de l'usine polluante de la contamination des sédiments déposés sur le fond et/ou du mélange biogénique des particules récentes de faible teneur en mercure avec les sédiments contaminés sous-jacents accumulés antérieurement.

Dans les autres carottes étudiées, les teneurs en mercure en surface varient entre 0,57 et 0,76 $ug.g^{-1}$ en 1978 et 0,64 et 1,39 $ug.g^{-1}$ en 1982 (voir l'appendice). Dans certains cas, les teneurs mesurées dans les sédiments de surface provenant de la même station de prélèvement ou de stations assez rapprochées sont plus élevées en 1978 qu'elles ne le sont en 1983. Cette observation est cohérente avec l'idée que depuis la réduction des rejets de mercure dans le Fjord, le taux d'accumulation en mercure dans les sédiments diminue progressivement dans le temps. Ceci est le cas des carottes 8 et 5A d'une part et 8 et 5C d'autre part, prélevées respectivement en 1978 et 1983. Toutefois, lorsqu'on compare la teneur mesurée dans les sédiments superficiels de la carotte prélevée à la station 7 en 1978 à celles trouvées au même niveau dans les carottes 7I et 7M en 1982 et 7B en 1983, cette tendance n'est pas apparente. Cette dernière observation ainsi que la variabilité souvent marquée des concentrations mesurées à des niveaux de profondeur identiques dans les sédiments de carottes prélevés au même moment et à la même station (cas des carottes 7I-01 et -02 et 7B-01, -02 et -03) tendent à renforcer l'hypothèse déjà émise que les sédiments subissent des bioperturbations dont dépendent tout au moins les teneurs en surface mais qui, également, peuvent modifier sensiblement l'allure des profils. A cet égard, la comparaison des profils obtenues pour les carottes 7I-01 et 7I-02 (Fig. 6), toutes deux prélevées lors de la même campagne, est assez

éloquente. Dans la carotte 71-02, toutes les teneurs mesurées de 0 à 4 cm sont 1,5 supérieures à celles décelées dans le même intervalle de profondeur dans la carotte 71-01. En outre, les niveaux où apparaissent les concentrations maximales et minimales dans ces 2 carottes ne sont pas équivalents.

Teneurs en mercure dans les eaux interstitielles

Les concentrations en mercure dissous ont été mesurées dans les eaux interstitielles des sédiments des carottes 7B-01, -02 et -03 et 5 prélevées en 1983; elles varient de 18 à 169 $ng.L^{-1}$ (voir l'appendice). Ces valeurs sont au moins 4 fois et jusqu'à 35 fois supérieures à celles de mercure total (dissous + particulaire) mesurées dans la colonne d'eau sus-jacente à la même époque lesquelles sont inférieures ou égales à 5 $ng.L^{-1}$ (Gobeil et al., 1984). L'enrichissement maximal en mercure est observé à une profondeur située entre 2 et 10 cm (Fig. 9 et 10). A la station 7B (carottes -01, -02 et -03), le maximum est supérieur à 120 $ng.L^{-1}$ et atteint jusqu'à 168 $ng.L^{-1}$. En surface, les teneurs varient de 36 à 94 $ng.L^{-1}$ et en profondeur le niveau se situe entre 20 et 50 $ng.L^{-1}$. A la station 5, la teneur est de 30 $ng.L^{-1}$ en surface; elle atteint un maximum de 59 $ng.L^{-1}$ à 2-3 cm et fluctue autour de 20 $ng.L^{-1}$ entre 25 et 45 cm de profondeur.

Comme dans d'autres environnements côtiers ayant subi l'influence de la pollution, les eaux interstitielles des sédiments du fjord du Saguenay sont enrichies en mercure par rapport aux eaux sus-jacentes. D'après Lindberg et Harris (1974), les teneurs en mercure dans les eaux interstitielles des sédiments contaminés de la baie Mobile atteignent plusieurs centaines de $ng.L^{-1}$ et sont jusqu'à 36 fois plus élevées que celles mesurées dans la colonne d'eau. De même, selon Bothner et al. (1980), dans les eaux extraites des sédiments de la baie Bellingham, les teneurs en mercure atteignent 3500 $ng.L^{-1}$ ce qui est aussi plusieurs fois supérieur aux concentrations mesurées dans la colonne d'eau. Dans cette baie, des flux de mercure dissous émanant des sédiments ont par ailleurs été mesurés in situ. Ils varient entre 1,2 et 2,8 x 10^{-6} $ng.cm^{-2}.sec^{-1}$ en relation inverse avec le degré de saturation en oxygène des eaux sus-jacentes au sédiment. Selon les auteurs, ces flux sont cependant entièrement subordonnés au caractère anoxyque des sédiments.

Les profils de manganèse dans les sédiments du bassin intérieur du fjord du Saguenay (données non-publiées) indiquent la présence d'une couche enrichie en manganèse dont l'épaisseur est de 2-3 cm sous laquelle se trouve un environnement suboxyque, voire anoxyque (Froelich et al., 1979). Les teneurs maximales en mercure dans les eaux interstitielles se situant sous l'horizon de 2 cm, la remobilisation du mercure s'effectue donc dans les sédiments du Fjord comme dans ceux de la baie Bellingham dans un milieu dépourvu en oxygène. Bien que le niveau des concentrations ne soit pas le même, la similitude des profils dans les eaux interstitielles suggère en outre que le comportement du mercure dans les sédiments de ces deux environnements est semblable.

Considérant une concentration moyenne en mercure dans les eaux interstitielles de 55 $ng.L^{-1}$ à 0,5 cm de profondeur et une teneur maximale probable de 4 $ng.L^{-1}$ dans l'eau sus-jacente, le gradient de concentration à l'interface eau-sédiment dans le bassin intérieur du Fjord s'établit à 102 $ng.L^{-1}.cm^{-1}$. Cette valeur est 20 à 40 fois plus faible que celles publiées par Bothner et al. (1980). Aussi, si on considère un coefficient de diffusion et une pososité des sédiments du Fjord comparables à ceux des sédiments de la baie Bellingham, un flux diffusif de mercure dissous vers la colonne d'eau au moins 20 fois plus faible que celui mesuré par Bothner et al. (1980) résulterait de notre gradient de concentration. Les eaux du Fjord étant riches en oxygène même en profondeur (Seibert et al., 1979), ce flux ne

serait pas en conséquence supérieur à 6×10^{-7} $ng.cm^{-2}.sec^{-1}$. Le contenu total en mercure anthropique des sédiments variant entre 10 000 (station 5C) et 16 000 (station 8) $ng.cm^{-2}$, la valeur du flux diffusif estimée amène à supposer qu'une période aussi longue que 850 années serait nécessaire pour que ce seul processus entraîne une décontamination complète des sédiments. Un flux de cet ordre, augmenterait la teneur en mercure dans les 100 derniers mètres de la colonne d'eau de 0,5 $ng.L^{-1}$ en 3 mois, période équivalente au temps de renouvellement probable des eaux dans le bassin intérieur (Therriault et Lacroix, 1975; Yeats et Bewers, 1976). Ajoutons toutefois que tout à fait à la tête du Fjord où la profondeur est d'environ 50 m (région non-étudiée dans cette étude), vu le caractère très anoxyque des sédiments (Schafer et al., 1980) un flux de mercure plus élevé que celui calculé précédemment pourrait émaner des sédiments.

CONCLUSION

Cette étude a permis de mettre en évidence la remobilisation du mercure dans les eaux interstitielles des sédiments contaminés du fjord du Saguenay. A partir du gradient de concentration mesurée à l'interface eau-sédiment, un flux diffusif de mercure vers la colonne d'eau d'au plus 6×10^{-7} $ng.cm^{-2}.sec^{-1}$ peut être calculé. Une augmentation de la concentration des eaux de fond de 0,5 $ng.L^{-1}$ serait attribuable à un tel flux. Dans l'état actuel des connaissances, rien n'indique cependant qu'une augmentation de cet ordre soit susceptible d'affecter la salubrité des écosystèmes. Plus de 7 ans après la fermeture de l'usine responsable de la plus grande part de la pollution par le mercure dans le Fjord, les concentrations dans les sédiments superficiels (0-1 cm) restent anormalement élevées. Le mélange par l'endofaune benthique des sédiments contribue probablement à la persistance de cette contamination mercurielle en surface. En l'absence de perturbations physiques des sédiments, par des engins de pêche par exemple, il semble raisonnable de prédire que la biocontamination restera localisée dans le benthos et ne sera susceptible de se transmettre qu'aux organismes des réseaux trophiques qui y sont connectés.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient S. Leblanc, Y. Normand et J. Langis qui ont participé aux analyses. Aux équipages des navires M/V Saint-Barnabé, CSS Dawson et M/V Navimar Un, grâce à qui le prélèvement des échantillons a été rendu possible, vont aussi nos remerciements.

RÉFÉRENCES

Barbeau, C., R. Bougie et J.E. Côté. 1981. Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc, and copper in sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 18: 1065-1074.

Bothner, M.H., R.A. Jahnke, M.L. Peterson et R. Carpentier. 1980. Rate of mercury loss from contaminated estuarine sédiments. Geochim. Cosmochim. Acta, 44: 273-285.

Bowen, H.J.M. 1966. Trace elements in biochemistry. Academic Press, London and New York.

Cossa, D. et C. Desjardins. 1984. Evolution de la concentration en mercure dans les crevettes du fjord du Saguenay (Québec) au cours de la période 1970-1983. Rapp. techn. can. hydrogr. sci. océan. No 32: v + 8 p.

Froelich, P.N., G.P. Klinkhammer, M.L. Bender, N.A. Luedtke, G.R. Heath, D. Cullen et P. Dauphin. 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. Goechim. Cosmochim. Acta, 43: 1075-1090.

Gobeil, C., D. Cossa et J. Pluze. 1984. Niveaux des concentrations en mercure dans les eaux du fjord du Saguenay (Québec) en octobre 1979 et septembre 1983. Rapp. tech. can. hydrogr. sci. océan. no 36: v + 14 p.

Hatch, W.R. et L.W. Ott. 1968. Determination of submicrogram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. Anal. Chem., 40: 2085-2087.

Kudo, A., D.C. Mortimer et J. Sanford Hart. 1975. Factors influencing desorption of mercury from bed sediments. Can. J. Earth Sci, 12: 1036-1040.

Lindberg S.E., et R.C. Harris. 1974. Mercury-organic matter associations in estuarine sediments and interstitial water. Environ. Sci. Technol., 8: 459-462.

Loring, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci., 12: 1219-1237.

Loring, D.H. et J.M. Bewers. 1978. Geochemical mass balances for mercury in a Canadian fjord. Chem. Geol., 22: 309-330.

Schafer, C.T., J.N. Smith et D.H. Loring. 1980. Recent sedimentation Events at the head of Saguenay Fjord, Canada. Environ. Geol., 3: 139-150.

Seibert, G.H., R.W. Trites, et S.J. Reid. 1979. Deepwater exchange processes in the Saguenay Fjord. J. Fish. Res. Board Can. 36: 42-53.

Smith, J.N. et D.H. Loring. 1981. Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Québec. Environ. Sci. Technol. 15: 994-951.

Smith, J.N. et A. Walton. 1980. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay Fjord using the Pb-210 dating method. Geochim. Cosmochim. Acta, 44: 225-240.

Szakacs, O., A. Lasztity and Z.S. Horvath. 1980. Breakdown of organic mercury compounds by hydrochloric acid-permanganate or bromine monochloride solution for the determination of mercury by cold-vapor atomic absorption spectrometry. Anal. Chim. Acta, 121: 219-224.

Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table. Geochim. Cosmochim. Acta, 28: 1273-1285.

Therriault, J.C. et G. Lacroix. 1975. Penetration of the deep layer of the Saguenay Fjord by surface waters of the St.Lawrence Estuary. J. Fish. Res. Board Can., 32: 2373-2377.

Yeats, P.A. et J.M. Bewers. 1976. Trace metals in the waters of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci., 13: 1319-1227.

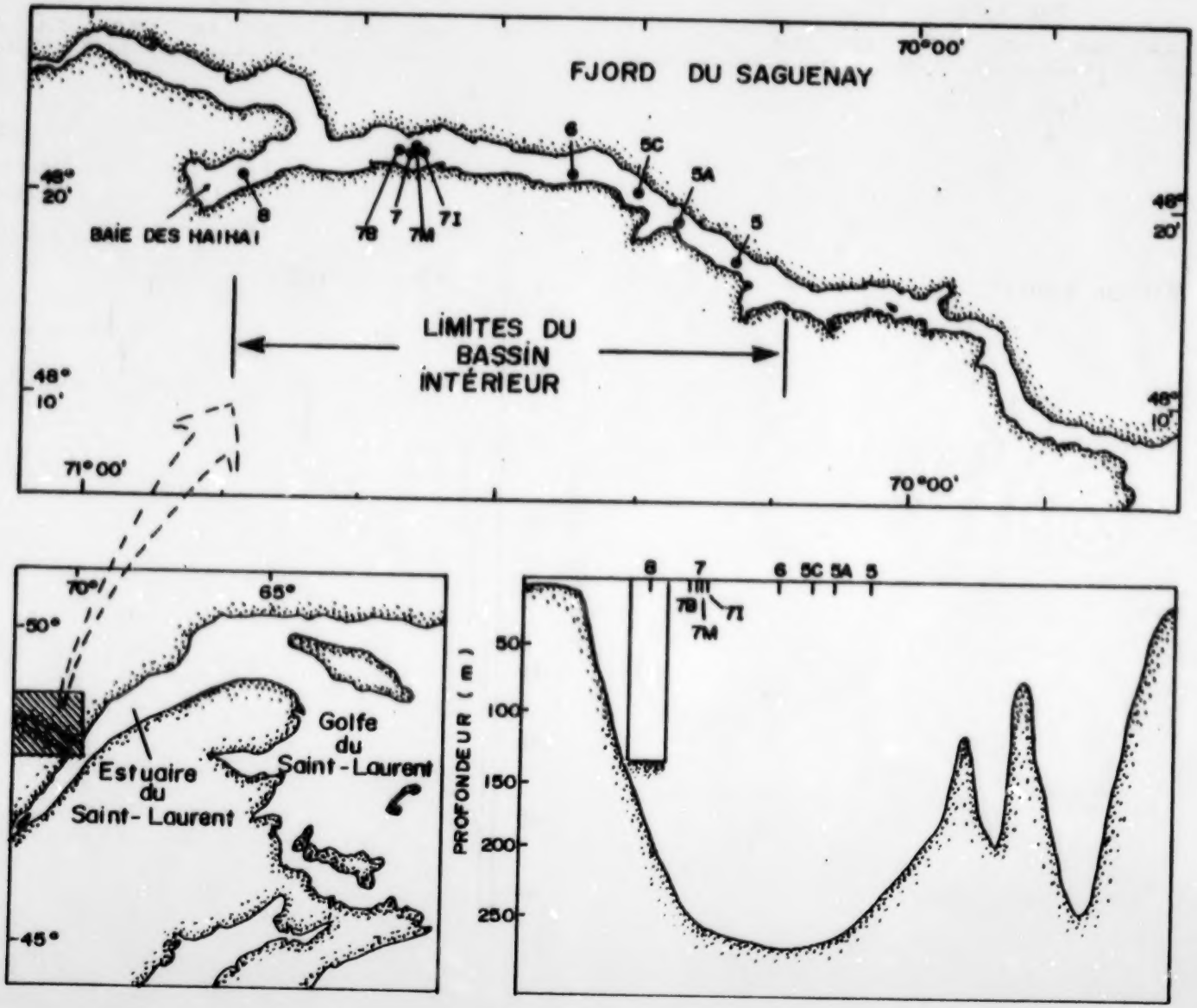

Figure 1. Emplacement des stations de prélèvement.

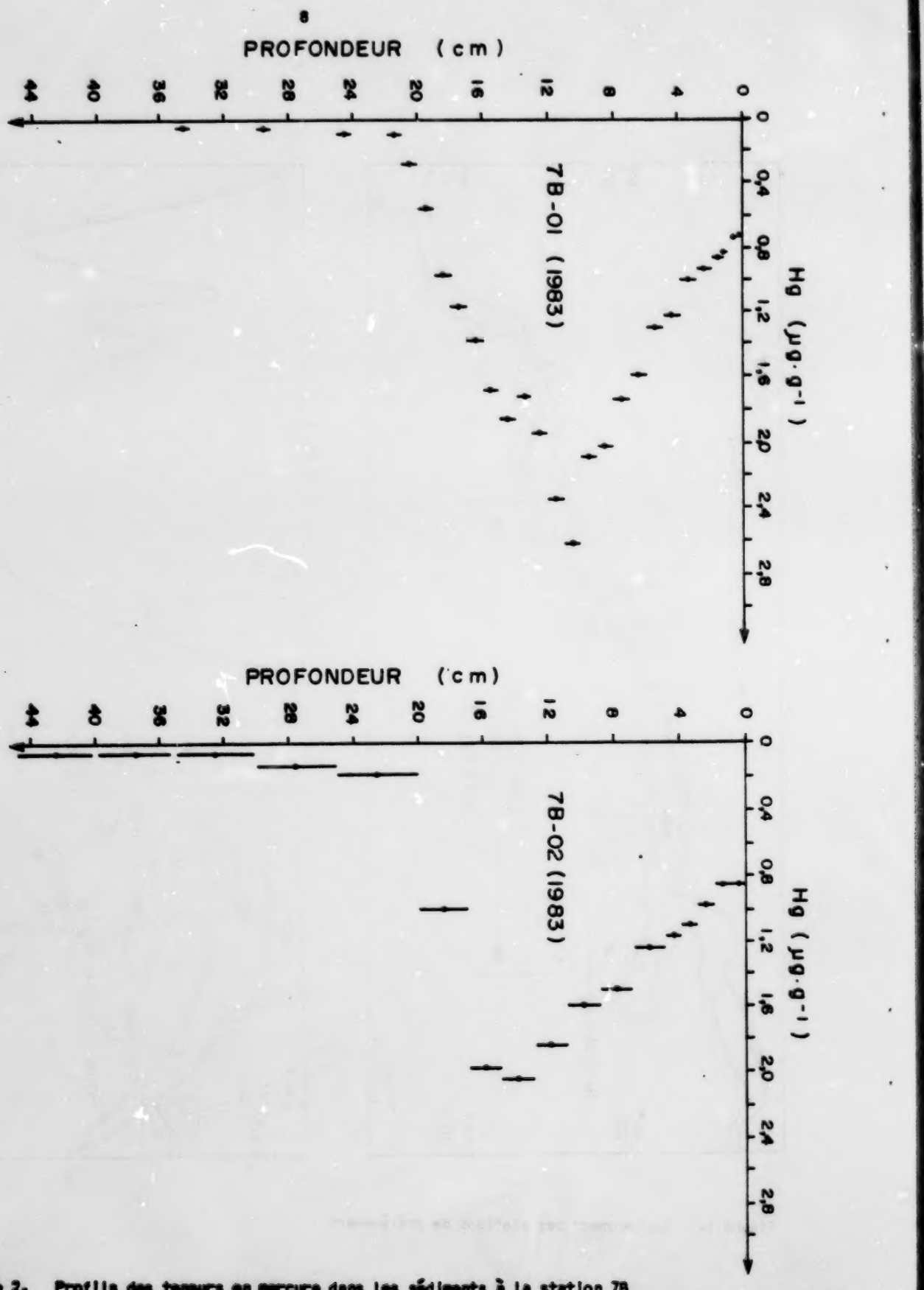

Figure 2. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments à la station 7B (carottes 01 et 02) en 1983 .

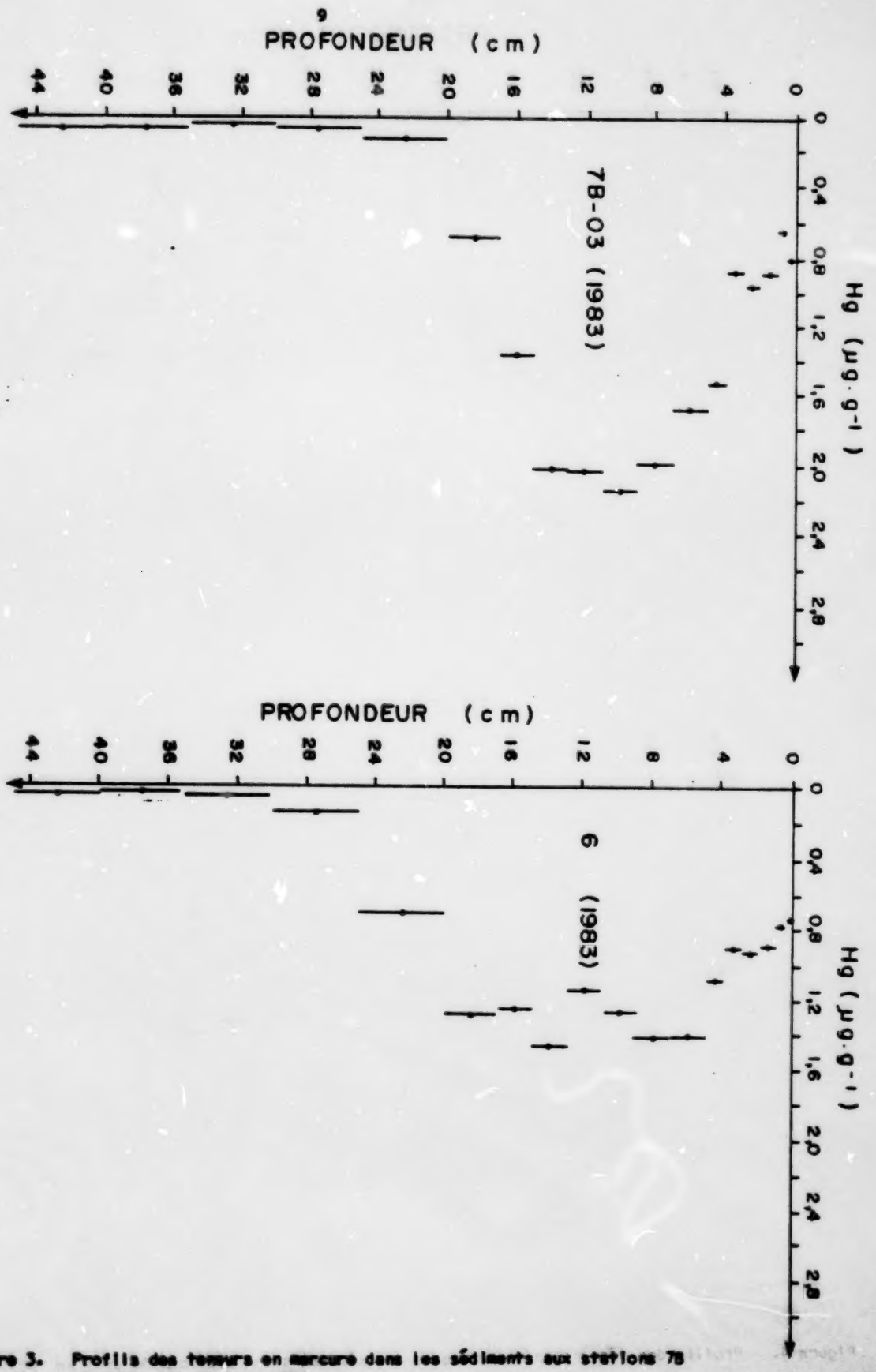

Figure 3. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 78 (carotte 03) et 6 en 1983 .

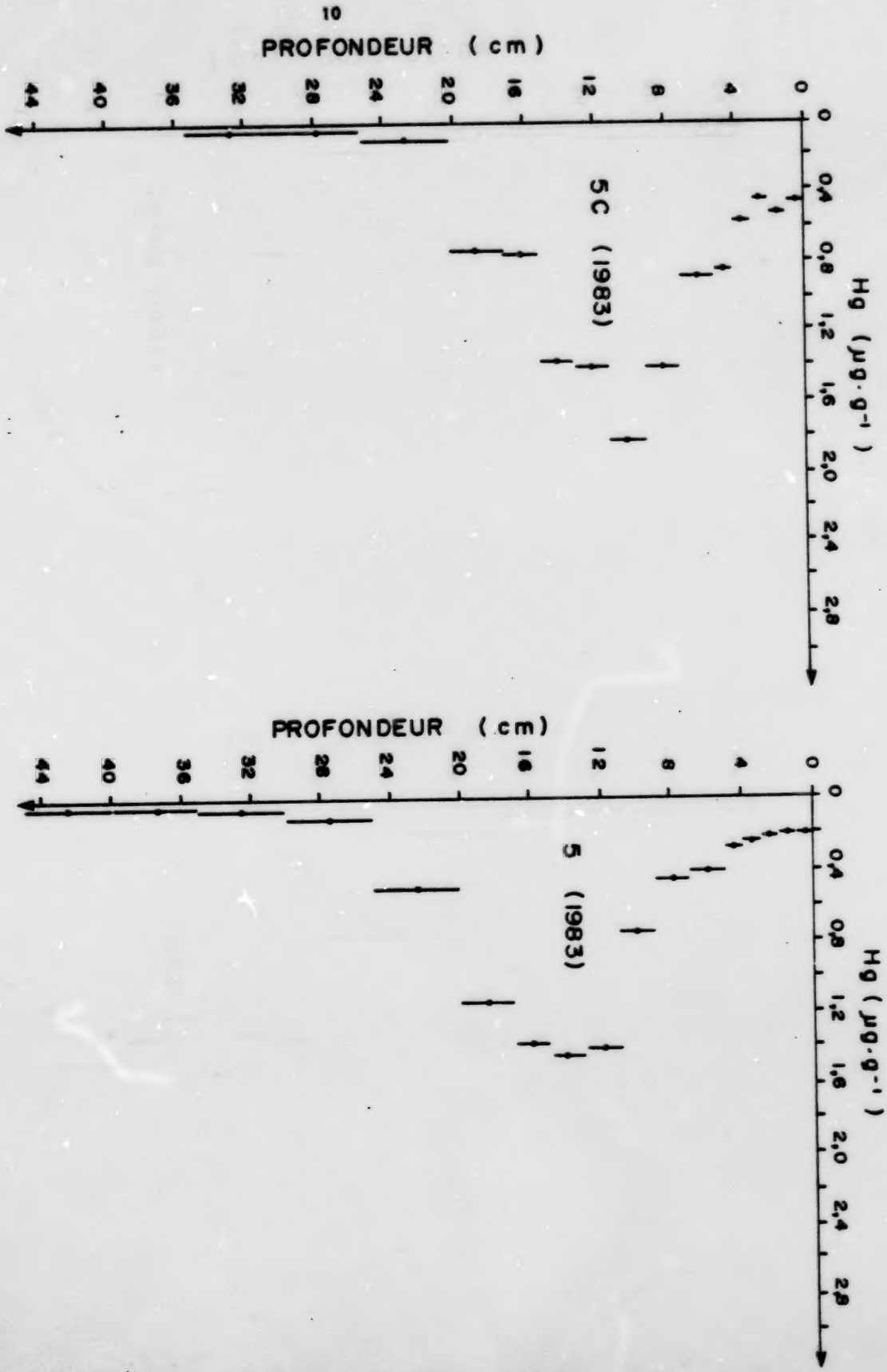

Figure 4. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 5C et 5 en 1983 .

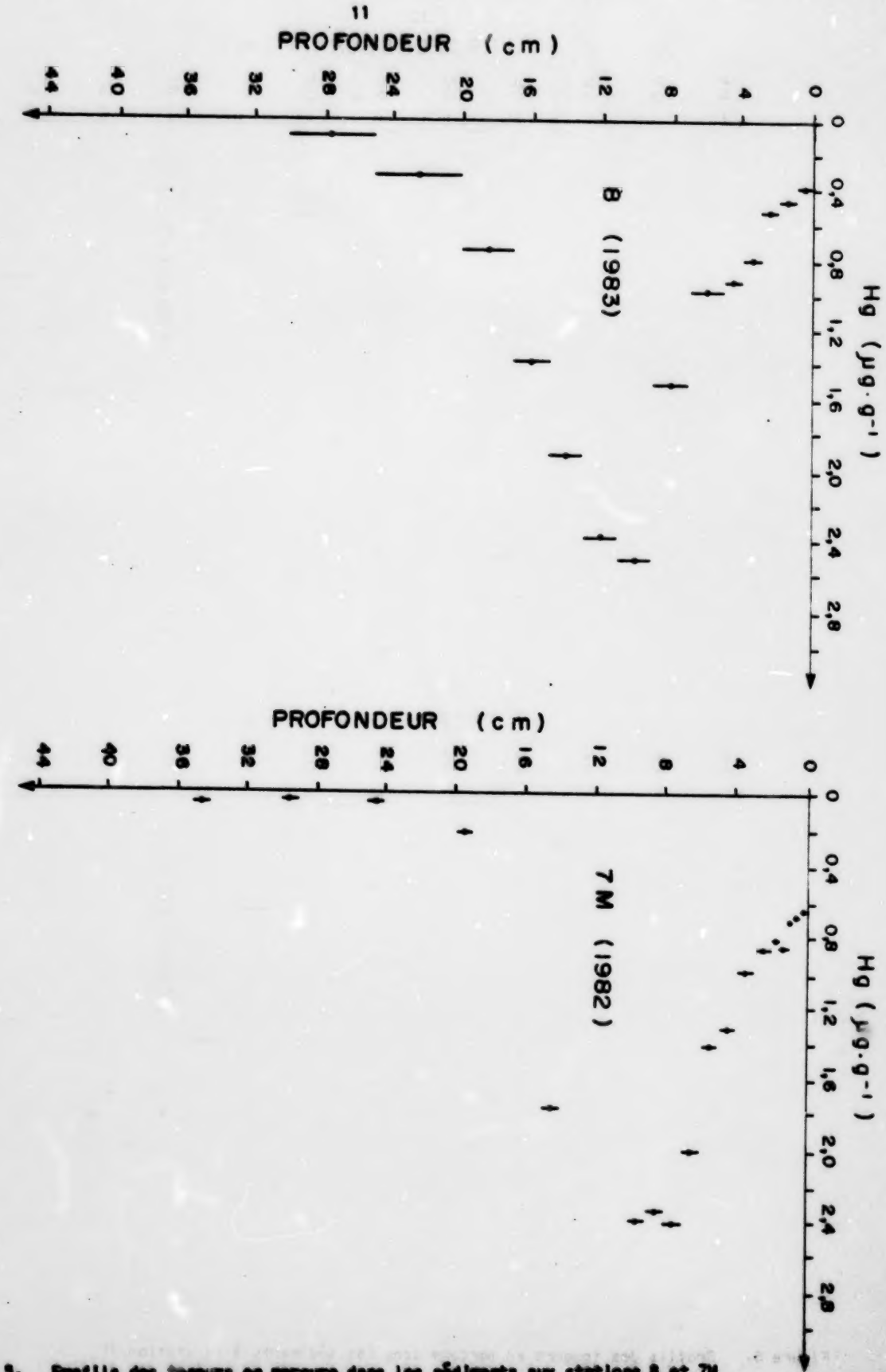

Figure 9. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations B et 7M respectivement en 1983 et 1982 .

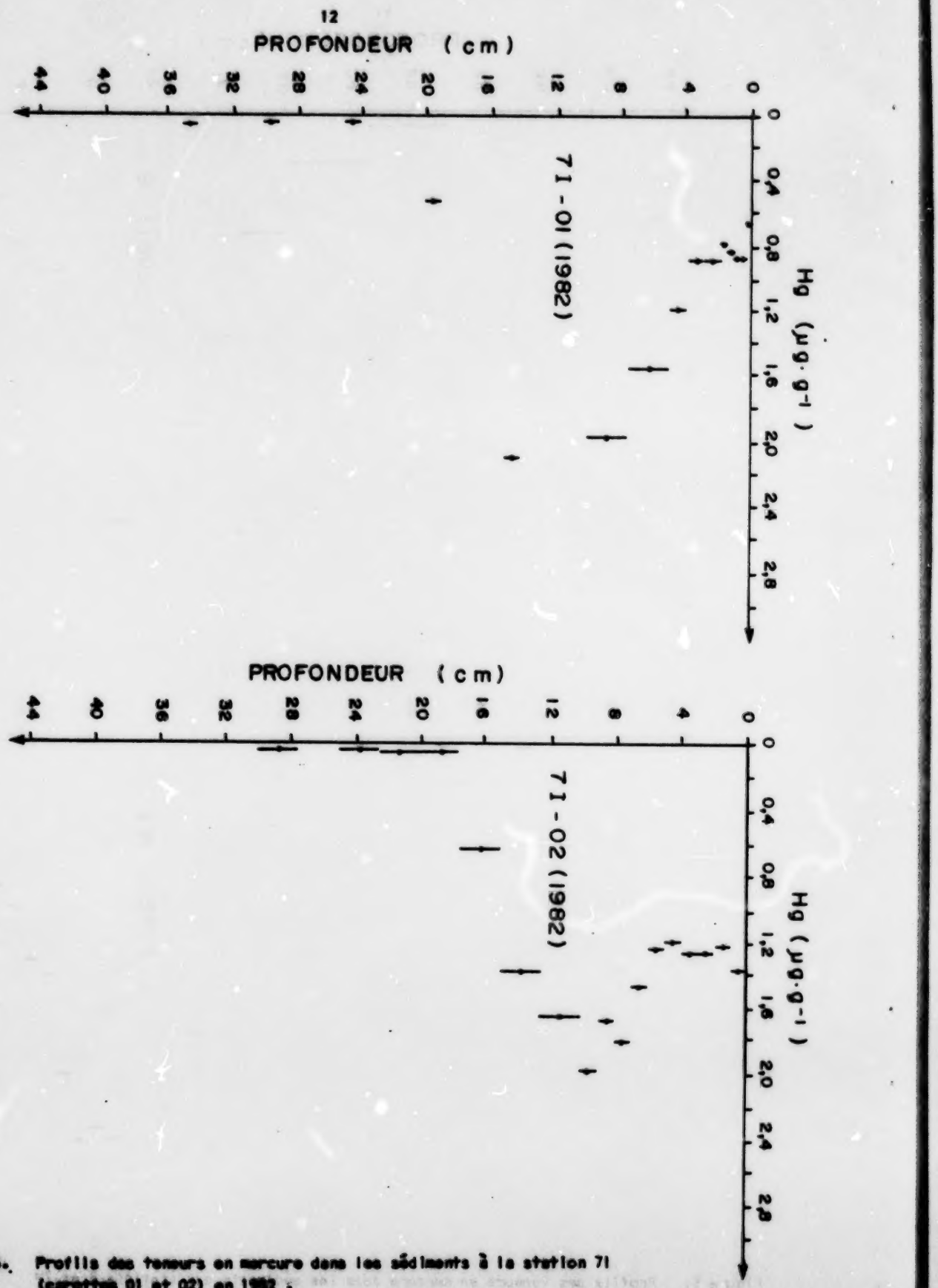

Figure 6. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments à la station 71 (carottes 01 et 02) en 1982 .

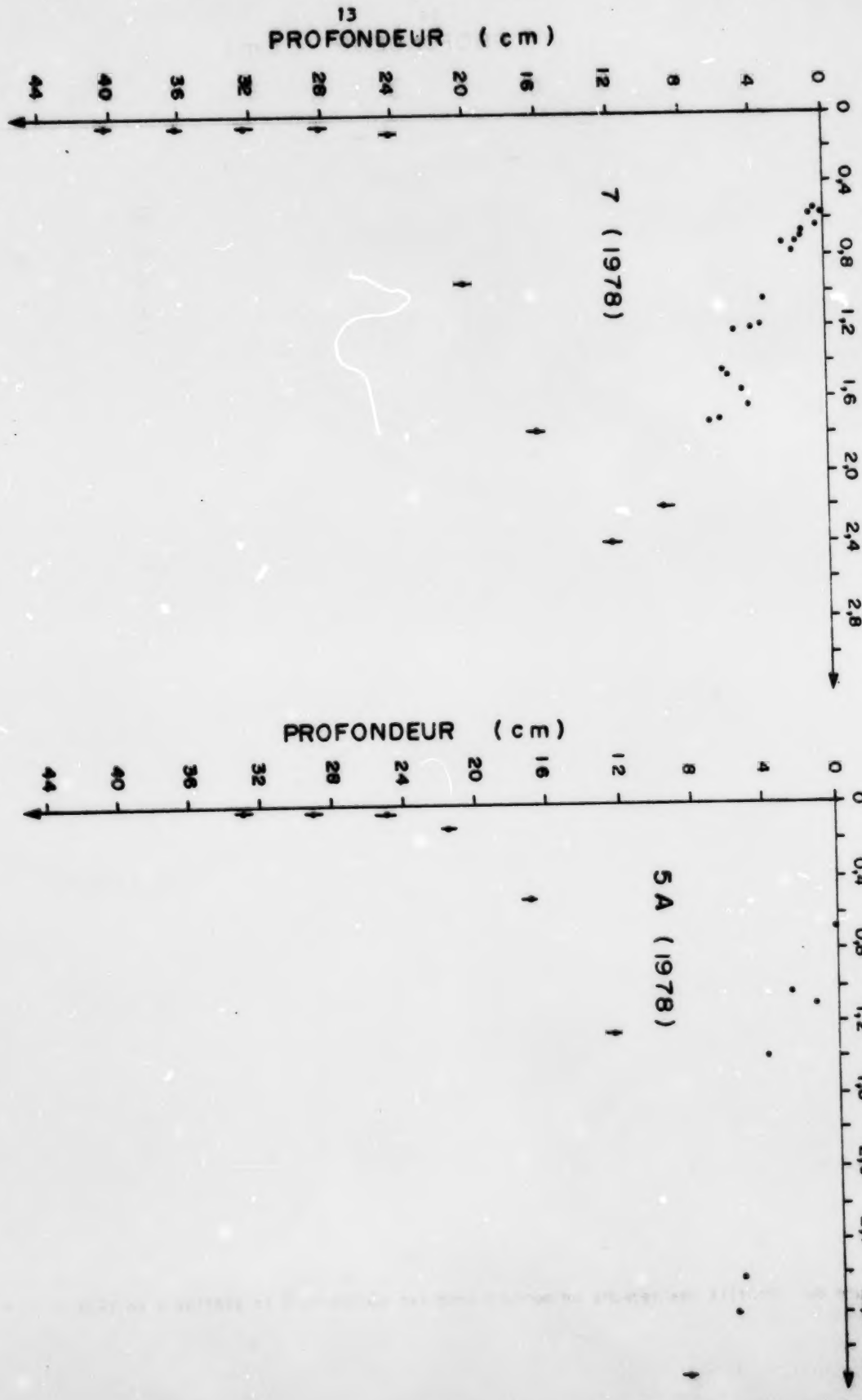

Figure 7. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments aux stations 7 et 5A en 1978 .

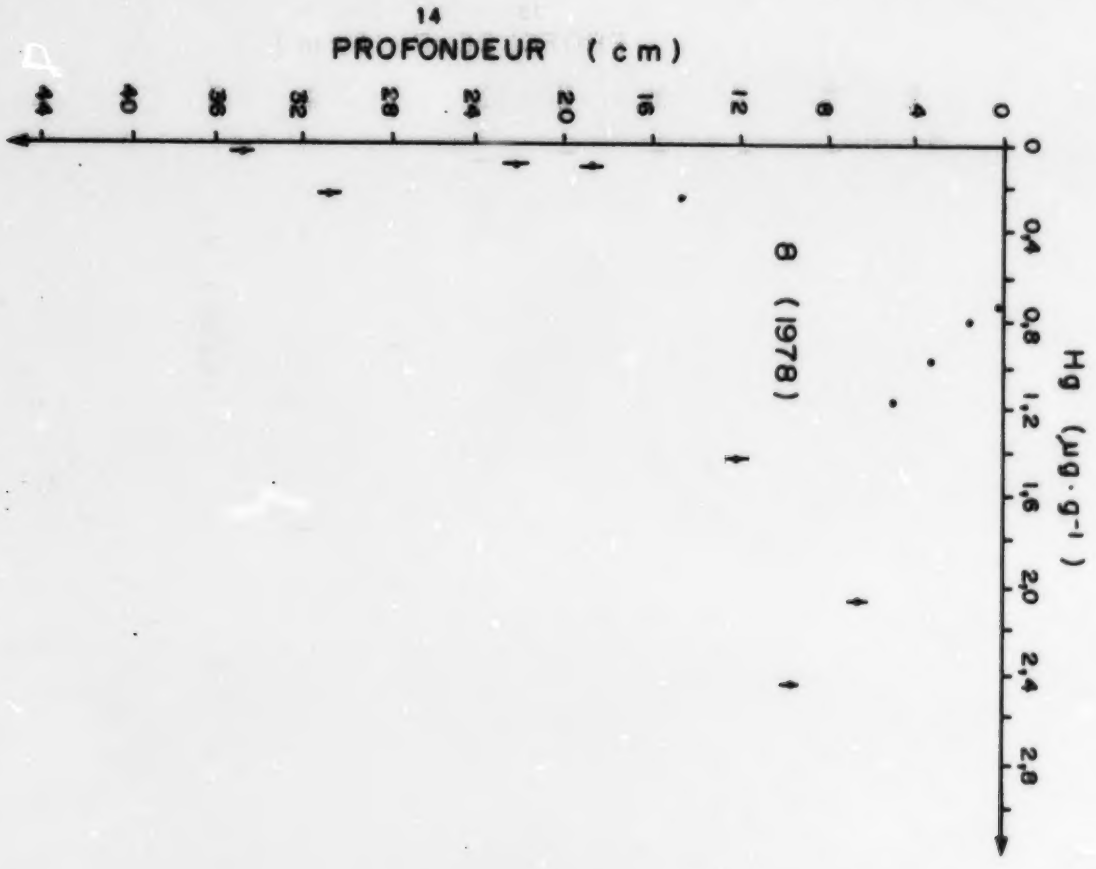

Figure 8. Profils des teneurs en mercure dans les sédiments à la station 8 en 1978 .

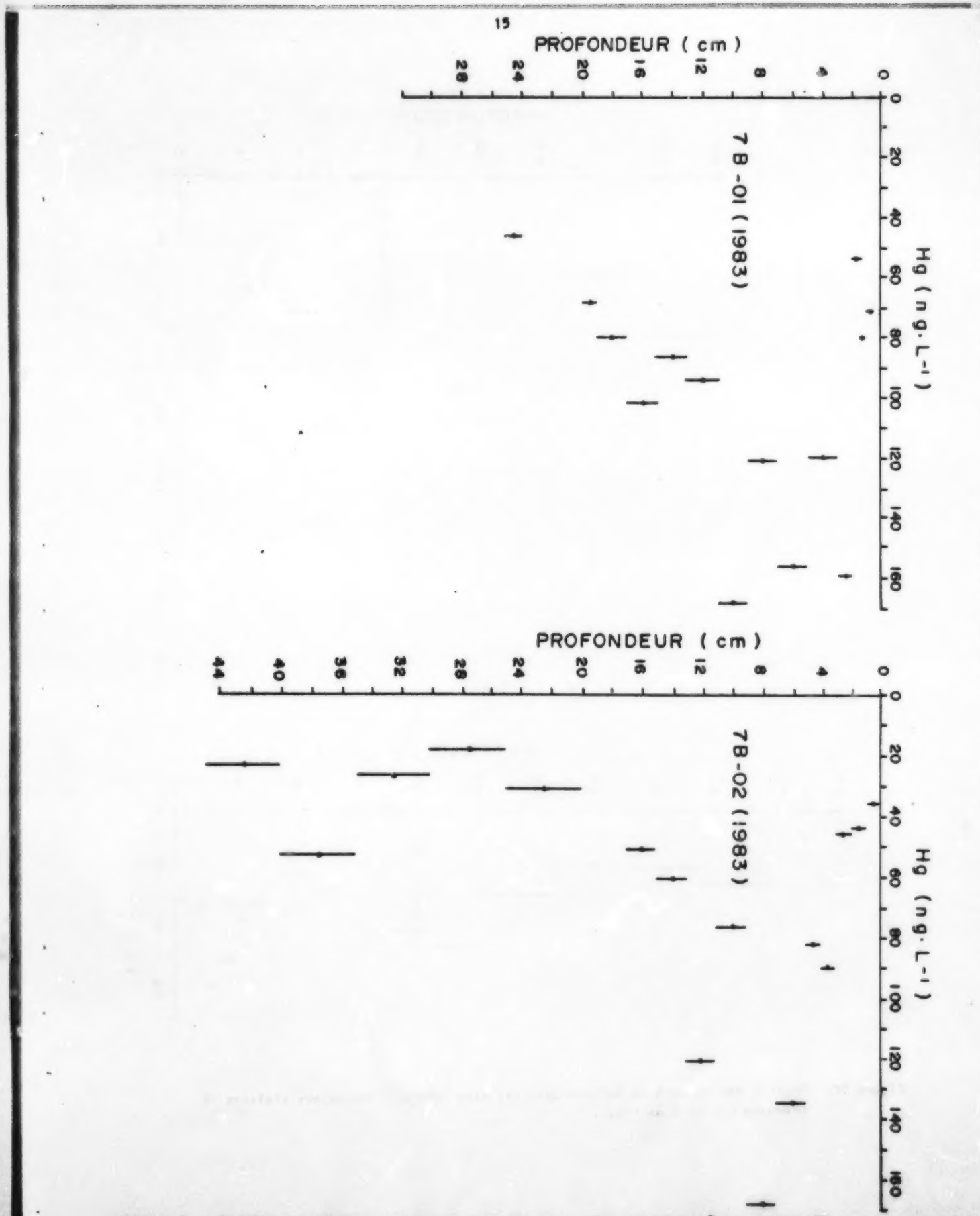

Figure 9. Profils des teneurs en mercure dans les eaux interstitielles à la station 7B (carottes 01 et 02) en 1983.

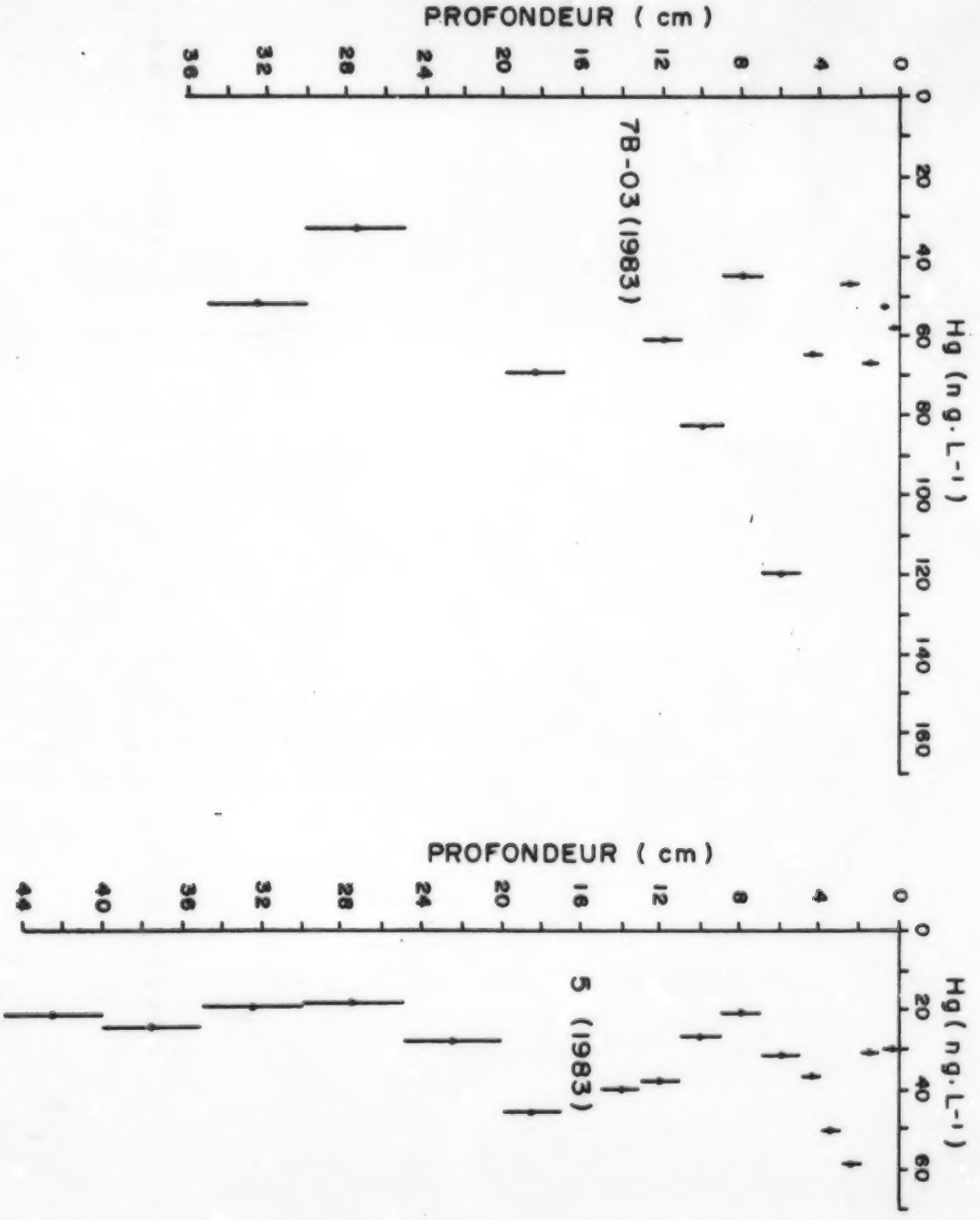

Figure 10. Profils des teneurs en mercure dans les eaux interstitielles aux stations 7B (carotte 03) et 5 en 1983 .

APPENDICE

Résultats analytiques

PROFONDEUR (cm)	H_2O (%)	MASSE VOLUMIQUE (g sec.cm^{-3} frais)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$ sec)	Hg eau interstitielle ($ng.L^{-1}$)
Carotte 7B-01 (1983)				
0-0,5	70	0,36	0,73	94
0,5-1,0	69	0,37	0,74	71
1,0-1,5	68	0,39	0,82	80
1,5-2	65	0,43	0,86	54
2-3	63	0,47	0,93	159
3-4	62	0,48	1,00	120
4-5	59	0,52	1,23	
5-6	59	0,53	1,30	156
6-7	59	0,54	1,59	
7-8	58	0,56	1,73	121
8-9	58	0,54	2,02	
9-10	58	0,55	2,09	168
10-11	58	0,55	2,62	
11-12	57	0,58	2,35	94
12-13	58	0,56	1,95	
13-14	57	0,57	1,72	86
14-15	58	0,55	1,85	
15-16	58	0,56	1,68	102
16-17	57	0,56	1,37	
17-18	57	0,56	1,17	80
18-19	55	0,61	0,98	
19-20	54	0,62	0,55	68
20-21	54	0,62	0,28	-
21-22	55	0,61	0,10	-
24-25	55	0,61	0,09	46
29-30	52	0,66	0,05	-
34-35	54	0,62	0,05	-
Carotte 7B-02 (1983)				
0-1	72	0,33	0,84	36
1-2	68	0,38	0,84	44
2-3	66	0,41	0,97	46
3-4	63	0,46	1,09	90
4-5	63	0,46	1,16	83
5-7	61	0,50	1,23	134
7-9	58	0,56	1,49	168
9-11	62	0,48	1,59	77
11-13	61	0,50	1,84	121

APPENDICE (suite)

PROFONDEUR (cm)	H_2O (%)	MASSE VOLUMIQUE (g sec.cm^{-3}frais)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$sec)	Hg eau interstitielle ($ng.L^{-1}$)
Carotte 7B-02 (1983)				
13-15	58	0,55	2,04	61
15-17	60	0,53	1,97	51
17-20	56	0,59	1,00	-
20-25	52	0,62	0,17	31
25-30	54	0,63	0,12	18
30-35	53	0,65	0,06	27
35-40	54	0,63	0,05	43
40-45	53	0,64	0,05	23
Carotte 7B-03 (1983)				
0-0,5	72	0,32	0,80	58
0,5-1,0	71	0,34	0,63	53
1-2	68	0,37	0,88	67
2-3	65	0,44	0,95	47
3-4	64	0,45	0,88	-
4-5	61	0,50	1,51	65
5-7	60	0,52	1,66	120
7-9	59	0,53	1,97	45
9-11	58	0,55	2,13	83
11-13	60	0,51	2,01	61
13-15	57	0,56	2,00	-
15-17	56	0,58	1,35	-
17-20	56	0,59	0,69	69
20-25	53	0,65	0,13	-
25-30	54	0,62	0,06	33
30-35	53	0,65	0,04	52
35-40	53	0,66	0,06	-
40-45	54	0,62	0,06	-
Carotte 6 (1983)				
0-0,5	76	0,27	0,75	-
0,5-1,0	75	0,29	0,79	-
1-2	72	0,32	0,90	-
2-3	67	0,41	0,93	-
3-4	66	0,42	0,91	-
4-5	64	0,45	1,10	-
5-7	64	0,47	1,41	-
7-9	63	0,47	1,41	-
9-11	63	0,47	1,28	-

APPENDICE (suite)

PROFONDEUR (cm)	H_2O (%)	MASSE VOLUMIQUE (g sec.cm^{-3}frais)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$sec)	Hg eau interstitielle ($ng.L^{-1}$)
Carotte 6 (1983)				
11-13	61	0,51	1,15	-
13-15	59	0,54	1,48	-
15-17	60	0,52	1,27	-
17-20	58	0,55	1,29	-
20-25	59	0,55	0,73	-
25-30	57	0,59	0,15	-
30-35	57	0,58	0,06	-
35-40	57	0,59	0,04	-
40-45	55	0,60	0,05	-
Carotte 5C (1983)				
0-1	75	0,29	0,45	-
1-2	73	0,31	0,51	-
2-3	70	0,35	0,44	-
3-4	68	0,39	0,56	-
4-5	65	0,43	0,84	-
5-7	64	0,45	0,88	-
7-9	63	0,46	1,39	-
9-11	61	0,50	1,81	-
11-13	60	0,52	1,39	-
13-15	60	0,53	1,37	-
15-17	60	0,53	0,75	-
17-20	60	0,53	0,74	-
20-25	59	0,54	0,09	-
25-30	58	0,57	0,04	-
30-35	57	0,58	0,05	-
Carotte 5 (1983)				
0-1	73	0,33	0,20	30
1-2	67	0,37	0,20	31
2-3	66	0,42	0,21	59
3-4	62	0,49	0,25	51
4-5	61	0,51	0,27	37
5-7	58	0,57	0,40	32
7-9	56	0,60	0,45	21
9-11	56	0,60	0,74	27
11-13	55	0,63	1,40	38
13-15	54	0,63	1,44	40
15-17	54	0,63	1,38	-

APPENDICE (suite)

PROFONDEUR (cm)	H_2O (%)	MASSE VOLUMIQUE (g sec.cm^{-3} frais)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$ sec)	Hg eau interstitielle ($ng.L^{-1}$)
Carotte 5 (1983)				
17-20	54	0,64	1,13	46
20-25	51	0,70	0,49	28
25-30	50	0,72	0,12	14
30-35	52	0,68	0,06	13
35-40	42	0,90	0,05	24
40-45	38	0,98	0,04	21
Carotte 8 (1983)				
0-1	66	0,42	0,37	-
1-2	65	0,44	0,45	-
2-3	65	0,49	0,51	-
3-4	61	0,54	0,79	-
4-5	58	0,56	0,91	-
5-7	58	0,58	0,97	-
7-9	56	0,58	1,50	-
9-11	56	0,55	2,50	-
11-13	58	0,57	2,38	-
13-15	56	0,63	1,90	-
15-17	54	0,65	1,37	-
17-20	53	0,67	0,74	-
20-25	52	0,70	0,32	-
25-30	51	0,75	0,08	-

	PROFONDEUR (cm)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$ sec)
Carotte 7M (1982)		
	0-0,4	0,65
	0,4-0,8	0,68
	0,8-1,2	0,70
	1,2-1,6	0,85
	1,6-2,0	0,81
	2-3	0,86

APPENDICE (suite)

	PROFONDEUR (cm)	Hg sédiment ($\mu g \cdot g^{-1}$ sec)
	3-4	0,99
	4-5	1,31
	5-6	1,40
	6-7	2,02
	7-8	2,42
	8-9	2,35
	9-10	2,41
	14-15	1,77
	19-20	0,21
	24-25	0,05
	29-30	0,04
	34-35	0,06
Carotte 71-01 (1982)		
	0-0,4	0,64
	0,4-0,8	0,85
	0,8-1,2	0,85
	1,2-1,6	0,82
	1,6-2,0	0,77
	2-3	0,87
	3-4	0,87
	4-5	1,17
	5-7,5	1,53
	7,5-10	1,95
	14-15	2,09
	19-20	0,52
	24-25	0,04
	29-30	0,05
	34-35	0,06
Carotte 71-02 (1982)		
	0-1	1,39
	1-2	1,24
	2-3	1,28
	3-4	1,28
	4-5	1,22
	5-6	1,26
	6-7	1,49
	7-8	1,83
	8-9	1,70
	9-10	2,01
	10-12,5	1,68

APPENDICE (suite)

PROFONDEUR (cm)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$ sec)
12,5-15	1,41
15-17,5	0,66
17,5-20	0,05
20-22,5	0,06
22,5-25	0,04
27,5-30	0,05
Carotte 7 (1978)	
0-0,2	0,57
0,2-0,5	0,64
0,5-0,7	0,55
0,7-0,9	0,57
0,9-1,2	0,67
1,2-1,4	0,72
1,4-1,6	0,71
1,6-1,9	0,79
2,1-2,3	0,74
3,2-3,5	1,04
3,5-3,7	1,19
3,9-4,2	1,20
4,2-4,4	1,63
4,4-4,6	1,55
4,9-5,1	1,22
5,3-5,5	1,47
5,5-5,8	1,44
5,8-6,0	1,72
6,1-6,5	1,72
8,5-9,5	2,20
11,5-12,5	2,41
15,5-16,5	1,77
19,5-20,5	0,94
23,5-24,5	0,10
27,5-28,5	0,07
32-33	0,06
36-37	0,06
40-41	0,05
Carotte 5A (1978)	
0-0,2	0,71
1,2-1,4	1,14
2,5-2,8	1,07

APPENDICE (suite)

	PROFONDEUR (cm)	Hg sédiment ($\mu g.g^{-1}$ sec)
Carotte 5A (1978)	3,9-4,1	1,43
	5,3-5,5	2,66
	5,5-6,0	2,85
	8-9	3,19
	12-13	1,30
	16,5-17,5	0,55
	21-22	0,15
	24,5-25,5	0,06
	28,5-29,5	0,05
	32,5-33,5	0,05
Carotte 8 (1978)		
	0-0,4	0,76
	1,3-1,7	0,83
	3,0-3,4	1,01
	4,7-5,1	1,20
	6-7	2,11
	9-10	2,48
	11,5-12,5	1,46
	14-15	0,26
	18-19	0,11
	21,5-22,5	0,10
	30-31	0,24
	34-35	0,04

POOR

QUALITY

ORIGINAL